

# Långsiktig kompaktering av växtbäddar i stadsmiljö – En fallstudie av en lindallé i Malmö

Long-term soil compaction of planting beds in urban environments  
- A case study on a linden avenue in Malmö

*Sanna Ignell*



## **Långsiktig kompaktering av växtbäddar i stadsmiljö**

### **- En fallstudie av en lindallé i Malmö**

Long-term soil compaction of planting beds in urban environments  
- A case study on a linden avenue in Malmö

*Sanna Ignell*

**Handledare:** Ann-Mari Fransson, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Examinator:** Cecilia Öxell, SLU, Institutionen för landskapsarkitektur, planering och förvaltning

**Omfattning:** 15 hp

**Nivå och fördjupning:** G2E

**Kurstitel:** Examensarbete i landskapsarkitektur för landskapsingenjörer

**Kurskod:** EX0793

**Program:** Landskapsingenjörsprogrammet

**Utgivningsort:** Alnarp

**Utgivningsår:** 2017

**Omslagsbild:** Sanna Ignell

**Elektronisk publicering:** <http://stud.epsilon.slu.se>

**Nyckelord:** Kompaktering, växtbäddar, lind, träd i urban miljö, vitalisering, tillväxt

## Förord

Jag skulle först vilja tacka min handledare Ann-Mari Fransson för stöd och bra handledning i detta arbete. Jag skulle också vilja tacka Eva-Lou Gustafsson och Frida Andreasson för all hjälp med frågor och tolkning av undersökningarnas resultat. Sist men absolut inte minst vill jag tacka Leo Groth för utomordentligt pluggsällskap, assisterade och allmänt peppande.

## Sammanfattning

Kompaktering av öppna växtbäddar är ett förekommande problem i städer. Kompakteringen ger effekter som försämrar trädets tillväxt och vitalitet. Detta arbete undersöker hur kompaktering uppstår i urbana miljöer, vad det ger för effekter på marken och träden och om det finns några lösningar till en kompakterad mark. Arbetet inkluderar en litteraturstudie och en fallstudie av en lindallé i Malmö. Fallstudiens resultat och kopplingen till litteraturstudien stödjer tesen att staderad lindallé lider i olika grad av kompakterade växtbäddar och att detta har haft en negativ effekt på de drabbade träden. Möjliga lösningar inkluderar utbyte av jorden i växtbäddarna och begränsande av vidare kompaktering. Fortsätta studier rekommenderas för att mer precist kunna konstatera graden av kompaktering på platsen, dess inverkan på träden och lösningsförslagets lämplighet.

<b>1. Inledning</b>	<b>6</b>
1.1 Bakgrund och problemformulering	6
1.2 Syfte och frågeställning	6
1.3 Metod-övergripande	6
1.4 Avgränsning	7
<b>2. Litteraturstudie</b>	<b>8</b>
2.1 En bra jord	8
2.2 Utveckling av kompaktering	8
2.3 Kompakteringens effekter	9
2.3.1 Fysiska	9
2.3.2 Kemiska	10
2.3.3 Biologiska	11
2.3.4 Konsekvenser för växten	12
2.4 Naturliga lösningar till kompaktering	13
2.5 Tillämpade lösningar	14
<b>3. Fallstudie</b>	<b>16</b>
3.1 Områdesbeskrivning	16
3.2 Metodik	17
3.2.1 Provtagning infiltrationshastighet	17
3.2.2 Provtagning penetrationsresistans	19
3.2.3 Inventering	21
3.2.4 Okulär besiktning	21
3.3 Resultat	21
3.3.1 Infiltrationshastighet	21
3.3.2 Penetrationsmotstånd	22
3.3.3 Inventering	23
3.3.4 Okulär besiktning	24
<b>4. Diskussion</b>	<b>26</b>
4.1 Resultat fallstudie	26
4.1.1 Infiltrationshastighet	26
4.1.2 Penetrationsmotstånd	26
4.1.3 Inventering	27
4.1.4 Okulär besiktning	27
4.2 Felkällor	28
4.3 Kompakteringen längs Vattenverksvägen	28
4.3.1 Utveckling av kompaktering längs Vattenverksvägen	28
4.3.2 Kompakteringens effekter längs Vattenverksvägen	29
4.4 Lösningsförslag	31
<b>5. Slutsats</b>	<b>33</b>
<b>Referenser</b>	<b>34</b>
<b>Bilagor</b>	<b>38</b>
Bilaga 1-Trädinventeringsprotokoll	38
Bilaga 2-Protokoll över infiltrationstester	39
Bilaga 3-Protokoll över penetrationstester	40

# 1. Inledning

## 1.1 Bakgrund och problemformulering

Träd och andra former av växtlighet ses ofta som en självklarhet i städer. Stadsmiljö är emellertid i många fall en olämplig levnadsplats för växter i och med ett begränsat utrymme ovan och under mark, stor risk för abiotiska skador och flertalet andra stressfaktorer (Jim 1998). Kompaktering av mark är ett sådant ofta förekommande problem i stadsmiljö.

Markkompaktering innebär i enkla termer att skrymdensiteten hos jorden ökar, vilket sker när den komprimeras eller packas. Denna packning kan orsakas av tung fordonstrafik vid ombyggnationer, men även av mindre självklara anledningar såsom gångtrafik och betande boskap (Kozlowski 1999). Kompaktering orsakat av gångtrafik är ofta fallet i öppna planteringar och växtbäddar. Träd som utsätts för kompaktering visar ofta på en sämre vitalitet och tillväxt och har en högre risk att drabbas av sjukdomar och skadliga effekter av abiotiska skador (Kozlowski 1999, Sjöman, Slagstedt et al. 2015). Men då de många gånger överlever sådana problem ett flertal år utan större synlig påverkan tillåts de ofta vara utan större ingrepp. Detta leder emellertid många gånger till träd som inte är estetiskt tilltalande och som i värsta fall dör mycket tidigare än planerat och tvingas bytas ut. Förutom att detta resulterar i en stor kostnad för förvaltaren kan dessa träd dessutom utgöra en risk under sin nedgång med eventuella grenfall. För att undvika sådana problem bör kompakterade växtbäddar identifieras och åtgärdas tidigt.

## 1.2 Syfte och frågeställning

Syftet med denna rapport är att studera kompaktering i urban miljö. En litteraturstudie har gjorts för att undersöka den forskning som finns inom området med fokus på att övergripande beskriva kompaktering i urban miljö. Arbetet inkluderar också en fallstudie som utfördes för att formulera problem orsakat av kompaktering kopplat till en lindallé längs Vattenverksvägen i Malmö. Enkla lösningsförslag för allén har också diskuterats.

Frågeställningarna som ska besvaras av arbetet är:

Hur ser kompakteringen ut av lindallén längs Vattenverksvägen i Malmö?

Hur har det påverkat träden? Finns det några skillnader mellan träden?

Vad finns det för enkla lösningar för att motverka eventuell kompaktering som går att använda för denna allé?

## 1.3 Metod-övergripande

För detta arbete har både en litteraturstudie och en fallstudie gjorts. Anledningen till detta var att litteraturstudien skulle bidra med en gedigen grund till fallstudien, som i sin del skulle stå för en tydlig verklighetsförankring. Att grunda en fallstudie i litteraturen är viktigt för att säkerställa att den forskning som görs är relevant och enligt Merriam och Nilsson (1994) är detta arbetssätt viktigt vid genomförandet av en fallstudie.

Under litteraturstudien material har samlats från Web of science, Primo och SLU Alnarps Bibliotek. För att hitta tillförlitliga källor har de arbeten och rapporter med flest tidigare refereringar valts. Vid studien av olika lösningsförslag har det emellertid eftersträövats att så

långt det går hitta nyutgiven forskning, vilket då har fått ett högre värde än antal refereringar. Detta val gjordes för att relativt lite forskning finns att hitta på området och fokuseringen på nya innovativa lösningar ansågs vara mer intressant än information om etablerade och i vissa fall daterade lösningar.

Under fallstudien har information från Malmö stad mottagits och använts och kontakt har haft med Tim Delshammar på Gatukontoret på Malmös stad. Data har samlats in från det öppna träddata-programmet curio.xyz, vilket Malmö stad använder för datahantering. Under fallstudien har kompakteringen uppskattats med hjälp av en enkelring-infiltrimeter och en penetrometer. Träden har inventerats med fokus på vitalitet och tillväxt. Under inventeringen har *Standard för trädinventering i urban miljö, Version 2.0* av Johan Östberg använts. En mer utförlig beskrivning av de metoder som används i fallstudien hittas under 3.2 Metodik (se sid. 16).

## 1.4 Avgränsning

Vid arbetets fallstudie har bara träden som är planterade i hårdgjord miljö längs den västra delen av Vattenverksvägen fram till Beijers park studerats. Under alla undersökningar har fokus legat på kompaktering. En inventering av träden har gjorts men har då begränsats till vitalitet och tillväxt för att få en övergripande bild över trädens mående kopplat till just markkompaktering. Marken har också undersökts för att få en bild av kompakteringens omfattning.

Kompaktering i urban miljö kan uppstå på flera sätt. Med tanke på arbetets fallstudie har arbetet fokuserat på kompaktering som uppstår genom en långvarig packning av växtbäddar och ej kompaktering som uppstått vid ombyggnationer.



## 2. Litteraturstudie

### 2.1 En bra jord

Vilka egenskaper och vilket innehåll som krävs av en bra jord är beroende på den specifika jordens syfte. Även då jorden ska fungera som ett växtsubstrat kan olika egenskaper krävas, då olika växter har varierande krav. Här följer en förenklad bild på de viktigaste komponenterna för en växtbar jord baserad på refererade källor.

En bra jord bör förse växten med stöd, syre, vatten och näring (Gardiner 2003). För att detta ska vara möjligt krävs olika fysiska, kemiska och biologiska egenskaper.

Porer styr jordens syreupptag, luftning, och vattenflöden (Singer and Munns 2002). En bra jord bör ha porer i alla storlekar; från mikroporer, som har en vattenhållande förmåga, till makroporer som står för transporten av luft/vatten (Singer and Munns 2002). Dessa bör i sitt arrangemang och sin struktur tillåta en effektiv vatten- respektive lufttransport (Craul 1992). En jord som innehåller en viss del lerpartiklar eller humus bildar ofta aggregat som bidrar till att ge jorden en bra struktur, präglad av både makro- och mikroporer (Eriksson 2011).

För att växter ska kunna växa är tillgängligheten av näringsämnen nödvändiga. Kol (C), syre (O) och väte (H) tas genom olika processer upp från atmosfären. Resterande näringsämnen så som kväve (N), fosfor (P) och mangan (Mn) behöver jorden förse växten med (Singer and Munns 2002). Då  $O_2$  respektive  $H_2O$  krävs för upptaget av flera olika näringsämnen krävs en luftad och genomsläpplig jord (Gardiner 2003). Jorden kan förlora dessa för växten vitala näringsämnen genom avdunstning, att växtmaterial skördas och avlägsnas eller genom att jorden urlakas eller eroderar (Singer and Munns 2002).

Det organiska materialet i jorden utgör ett stort förråd av dessa näringsämnen (Eriksson 2011). Förutom tillförseln av näringsämnen står det biologiska materialet också för en stor del av markens strukturbildande, vattenhållande- och genomluftningsförmåga (Eriksson 2011, Slagstedt, Gustavsson et al. 2015). Det biologiska materialet utgörs av humus (förmultnade växtdelar), levande växtdelar och markens mikro- och makroorganismer (Gardiner 2003).

Växternas rötter utgör ofta till volymen en stor del av jordens levande system, men utöver växternas rötter lever en mångfald av andra organismer i jorden. Mikroorganismer (svampar, bakterier och arkéer) har störst betydelse vid nedbrytning av organiskt material och makroorganismer (t.ex. maskar och insekter) bidrar främst genom att luckra jorden och ger därigenom marken bättre luftnings- och dräneringsegenskaper (Eriksson 2011).

### 2.2 Utveckling av kompaktering

Olika jordar har olika jordhållfasthet. Partiklar i jorden är sammankopplade dels genom kemiska bindningar och dels genom friktionsmotstånd på grund av deras oregelbundna former, beroende på partikelstorlek (Craul 1992) och allt som verkar med en fysiskt tillämpande kraft på marken har möjlighet att bryta dessa sammankopplingar och resultera i att markstrukturen ändras (Craul 1992, Kozlowski 1999, Singer and Munns 2002). Den möjliga graden av kompaktering beror på jordens struktur, uppbyggnad, innehåll av



organiskt material och jordens vattenmättnadsgrad vid tidpunkten för kompakteringen (Craul 1992, Horn, Domial et al. 1995, Tang, Cui et al. 2011).

Fler företeelser som kan leda till ändrad markstruktur är olika former av vibrationer. Craul (1992) beskriver hur vibrationerna från trafik fortplantar sig kan liknas vid ljud- eller seismiska vågor och att effekten det ger på marken är direkt relaterat till distansen och vibrationernas intensitet. Jord som är belägen längs gator eller ovanför tunnelbanesystem utsätts därför för kompakteringsrisk med tanke på de närbelägna vibrationernas intensitet och höga frekvens.

Jordar kan kompakteras under påverkan av vatten på olika sätt. Partiklar kan omorganisera sig genom att vatten reducerar den interna friktionen i marken och möjliggör att partiklar glider (Craul 1992). Om en kraft sedan verkar på en sådan blötlagd jord kompakteras den förhållandevis enklare (Singer and Munns 2002). Tang, Cui et al. (2011) visade i sin studie 2011 att leriga jordar i högre grad kompakteras vid större vatteninnehåll jämfört med sandiga respektive siltiga jordar. Nederbörd i sig själv är alltså inte en kompakterande faktor men kan underminera jordens struktur och därmed förstärka effekterna av andra kompakterande faktorer.

Nederbörd kombinerad med perioder av torka kan däremot direkt kompaktera jordar. Upprepande blötläggning och torka av jordar, och därmed upprepande uppsvällning och krympande, kan leda till att aggregaten packas tätare. Detta leder till att antalet makroporer minskar; marken blir kompakterad. (Kozlowski 1999).

Den kompakterande kraften behöver emellertid inte nödvändigtvis vara stor eller tydligt anmärkningsvärd; stark kompaktering kan också vara en följd av till synes små krafter som får förtäro under en lång tidsperiod. Intensiv gångtrafik är en sådan kraft som har visats sig leda till kompaktering (Kozlowski 1999, Amrein, Rusterholz et al. 2005, Andres-Abellan, Del Alamo et al. 2005, Pižl and Schlaghamerský 2007, Kissling, Hegetschweiler et al. 2009).

Cole (1987) visade att även en låg grad av gångtrafik resulterade i en väsentlig förlust av vegetationstäck och artdiversitet, samtidigt som en ökning i penetrationsresistansen observerades. Resultaten från studien visade att 15 passeringar/år gav en minskning av vegetationstäck på 20%. Ytterligare 20% stegring i vegetationsförlust inträffade först efter 40 respektive 100 och 300 passeringar/år. Nämda parametrar visade sig således påverkas som mest vid den inledande ökningen av gångtrafik, ytterligare intensifiering hade mindre effekt.

## 2.3 Kompakteringens effekter

Här sammanfattas i stora drag de viktigaste fysiska, kemiska och biologiska effekter kompaktering har på en jord. Dessutom ges en överblick över vad detta ger för konsekvenser för växtligheten enligt samtliga källor.

### 2.3.1 Fysiska

Kompaktering ändrar i stora drag jordens fysiska egenskaper genom att öka dess skrymdensitet och minska dess porositet (Eriksson, Nilsson et al. 2005). Vid en ökad skrymdensitet omfördelas förhållandet mellan stora och små porer i jorden vilket ger en

minskning av andelen makroporer i förhållande till mängden mikroporer (Craul 1992, Gregory, Dukes et al. 2006, Slagstedt, Gustavsson et al. 2015). Kompakteringens medverkan till fallerande aggregat ger en sådan minskning av makroporer i jorden (Horn, Domial et al. 1995) och långvarig kompaktering leder till slut till större, mer kompakta och mindre hållbara aggregat (Horn, Domial et al. 1995).

Trots att makroporerna inte alltid står för den största delen av porositeten i marken så är det där vatten och luft huvudsakligen transporteras (Beven and German 1982, Weisskopf, Reiser et al. 2010) och då makroporerna står för denna huvudsakliga vatten- och lufttransport så sjunker infiltrationshastigheten för jorden i samband med att skrymdensiteten ökar (Craul 1992, Kozłowski 1999, Gardiner 2003).

Den täta jordskorpa som ofta bildas vid kompaktering (Horn, Domial et al. 1995) har olika negativa effekter på underliggande jordhorisonter (Weisskopf, Reiser et al. 2010). Beven och German (1982) visade att makroporers förekomst i markens toppskikt ökar infiltrationen till de undre skikten, vilket tyder på vikten av en genomsläpplig markyta. En kompakterad jordskorpa bidrar många gånger till att fördröja, reducera och minska djupet av vatteninfiltrationen till marken (Horn, Domial et al. 1995, Li, Gao et al. 2016). Detta leder i sin tur till större ytavrinning, och därmed en förlust av växttillgängligt vatten (Maimor and Grip 1990). Denna ytavrinning kan redan vid låga lutningar dessutom leda till en markant erosion av marken (Horn, Domial et al. 1995).

Förtätningen vid markytan och i de undre horisonterna som kompakteringen orsakar leder till en försämrad luftning av jorden (Šantrůčková, Heinemeyer et al. 1993, Horn, Domial et al. 1995). Detta leder i sin tur till lägre halt av syrgas ( $O_2$ ) i marken och i svåra fall anaeroba förhållanden (Weisskopf, Reiser et al. 2010). En försämrad luftning leder också till att koldioxid ( $CO_2$ ) som bildas vid rötternas cellandning kan förhindras vid dess transport upp till markytan. Förhöjd halt av koldioxid i marken i värsta fall leda till förgiftning av växten (Slagstedt, Gustavsson et al. 2015).

Kompakta horisonter i jorden kan också leda till att rötternas tillväxt begränsas på grund av den mekaniska svårigheten kompaktering ger (Shierlaw and Alston 1984, Craul 1992). Detta kan i sin tur ge att en stor kvantitet av rötter begränsas till en horisont och då tömmer den på näring och vatten, samtidigt som närliggande horisonter har en god tillgång på näring och vatten men då otillgängligt för växten (Craul 1992).

Kompakterings fysiska effekter på en jord är i överlag en ökande skrymdensitet och fallerande aggregat vilket ger minskande porositet, en försämring av porositetens kontinuitet och en lägre infiltrationskapacitet. Detta leder till negativa effekter rörande växttillgängligt syre respektive tillgängligt vatten och ett större penetrationsmotstånd.

### 2.3.2 Kemiska

Kompakteringens kemiska påverkan på jorden syns framför allt när det kommer till mängden näringsämnen som är tillgängliga och/eller upptagbara för växten.

Näringsupptaget för växterna påverkas av kompaktering på två sätt; jordens genomsläpplighet och rötternas kontaktyta till den omkringliggande jorden (Craul 1992).

Jordens tillgänglighet av  $O_2$  har en direkt inverkan på redox reaktioner med kväve (N), mangan (Mn) och järn (Fe) (Horn, Domial et al. 1995, Lipiec and Stcpniewski 1995). Denna förhindring av jonisering begränsar möjligheten till upptag för växter (Craul 1992). Tillgången på väte (H) har också en inverkan på näringsämnenas tillgänglighet för växten (Gardiner 2003) och därför leder också avsaknaden av vatten ( $H_2O$ ) i jorden till ett sämre näringsupptag.

Då kväve (N) är beroende av syre för dess nitrifikation leder låg porositet och luftighet i marken till en större förekomst av denitrifikation (Harrison-Kirk, Thomas et al. 2015). Denitrifikation resulterar i sin tur till större utsläpp av kväve i form av  $N_2O$  till både atmosfären och grundvattnet (Lipiec and Stcpniewski 1995, Harrison-Kirk, Thomas et al. 2015). Ruser, Flessa et al. visade i en studie 2006 att höga utsläpp av  $N_2O$  i första hand var ett resultat av en stor mängd vattenfyllda porer (Ruser, Flessa et al. 2006) vilket stöder tesen att denitrifikation är en följd av syrefattiga förhållanden.

Resultat från fältstudier har visat att mycket kompakterad mark resulterade i en märkbar minskning i upptag av fosfor (P) (Lipiec and Stcpniewski 1995). Detta har förklarats med att fosfor är relativt immobilt vilket betyder att det fosfor som är tillgängligt för växten är beroende av varje växts utbredning av dess rotsystem (Lipiec and Stcpniewski 1995). Shierlaw och Alston (1984) såg emellertid att upptaget av fosfor inte påverkades, och till och med ibland ökade, av en högre skrymdensitet i de jordar där vatten- och näringstillförsel hölls på en god nivå. Detta förklarade författarna med att upptaget av fosfor står i relation med koncentrationen av joner i vattenlösning vid rötternas kontaktyta. Kompaktering kan alltså i vissa fall leda till en större koncentration av vatten vilket i sin tur ger en större koncentration av vattenlösta fosfor-joner (huvudsakligen  $H_2PO_4^-$ ) i kontakt med rötterna. Författarna drog då slutsatsen att växternas förmåga att ta upp fosfor inte påverkas i jordar med en lagom vatten- och näringshalt. Möjligheterna att hålla en bra vatten- och näringshalt i en kompakterad jord är dock svårt vilket betyder att en minskning i upptaget av fosfor ofta är en effekt av kompaktering.

Minskningen av kalium (K) kan till stor del hänföras till minskningen av rötternas yta då kompaktering begränsar rottillväxt (Lipiec and Stcpniewski 1995). Fisher och Stone (1990) visade emellertid i en studie att växters upptag av kalium var starkt korrelerad med nivån av  $O_2$  i jorden.

Långsiktig kompaktering har inte visats sig påverka markens pH-värde nämnvärt (Amrein, Rusterholz et al. 2005, Kissling, Hegetschweiler et al. 2009).

### 2.3.3 Biologiska

Markens organismers viktigaste påverkan på jord är deras förmåga att blanda och lufta jorden, fixera  $N_2$  från atmosfären och bryta ned organiskt material (Gardiner 2003). En reduktion av markorganismer påverkar därmed växter negativt på flera olika sätt.

Kompaktering leder genom en högre skrymdensitet till större mekanisk svårighet för penetration och grävande för större markorganismer, makroorganismer (Craul 1992). Dålig lufttillförsel och därmed en lägre syrehalt har också en negativ påverkan på mängden aeroba makroorganismer, då de är beroende av syre (Gardiner 2003). I en studie gjord av Curry,

Doherty et al. (2008) angående relationen mellan maskpopulationer och intensiteten av betande boskap visade de att maskpopulationen emellertid verkade vara oberörd av den kompaktering som blivit av boskapen. Detta förklarade de som att den tillförsel av näring som boskapen gav genom spillning och nedtrampat växtmaterial kompenserade för de negativa effekterna av kompakteringen.

Det råder tveksamheter kring hur kompaktering påverkar jordens mikrobiella aktivitet. Šantrůčková, Heinemeyer et al. (1993) visade att minskande mikrobiell aktivitet ej var uteslutande beroende på en ökad skrymdensitet och Shestak och Busse (2005) visade i sin studie att den mikrobiella aktiviteten ej påverkades nämnvärt av ökad skrymdensitet, emellertid bara i de fall jorden inte var vattenmättad. Detta menar författarna har sin grund i att mikroorganismer i störst grad är beroende av jordens mikroporer, och den oförändrade/ökande mängden av dessa vid kompaktering skulle alltså förklara den mikrobiella aktivitetens indifferens till kompaktering. Weisskopf, Reiser et al. (2010) menar att den mikrobiella aktiviteten också är beroende av mängden av luftfyllda porer, vilket också visades i Shestak och Busses (2005) studie. Tillväxten av exempelvis mykorrhizasvamp har visats sig sjunka i kompakterade jordar, vilket kan förklaras med att den är starkt beroende av syre (Entry, Reeves et al. 1996).

Trots oklarhet kring hur mikroorganismer påverkas av kompaktering visar refererad litteratur att kompaktering leder till en genomgående minskning av aeroba markorganismer i jorden (Craul 1992). Detta gör att jorden förlorar markorganismernas många olika bidrag till förbättring av struktur och tillgänglighet av näring.

#### 2.3.4 Konsekvenser för växten

Effekterna av kompaktering som beskrivits ovan resulterar i sin tur till konsekvenser för växtligheten på platsen. Även om en låg grad av kompaktering vid bra närings- och vattentillförsel har visats främja viss tillväxt från frö så är de dåliga effekterna starkt övervägande (Lipiec and Stcpniewski 1995, Kozlowski 1999).

En ökad skrymdensitet och en mer kompakterad mark ger i sin tur en ökad penetrationsresistans (Gardiner 2003, Sinnnett, Morgan et al. 2008). I en studie där rötters utbredning uppskattades i förhållande till markens penetrationsmotstånd visade att rötternas antal minskade avsevärt då penetrationsmotståndet ökade (Sinnnett, Morgan et al. 2008). Sinnnett, Morgan et al. (2008) kom fram till att rottillväxten minskade kraftigast då penetrationsmotståndet låg på 2 till 3 MPa. En försämring i rottillväxt ökar sedermera risken för stormfällning av trädet (Sinnnett, Morgan et al. 2008). Rötternas kapacitet att penetrera en jord med hög skrymdensitet varierar emellertid beroende på arttillhörighet (Kozlowski 1999).

Kompaktering leder inte bara till sämre rottillväxt utan det ger också ofta ett mer förgrenat rotsystem med en större del laterala rötter (Kozlowski 1999). (Kays, Nicklow et al. 1974) visade på en ökning av etylen ( $C_2H_4$ ) i växter då de hindrade rötters tillväxt genom att blockera dem med en barriär, detta gav upp till en sexfaldig ökning av etylen, vilket resulterade i att rötternas diameter ökade.

De anaeroba förhållanden som ofta följer på kompaktering ger mycket sämre förhållanden för rötternas cellandning (Kozlowski 1999), då syre är direkt nödvändigt för denna process. Den eventuella avsaknaden av mykorrhiza i jorden kan ge en stark påverkan i växtens tillväxt, då växten förlorar den hjälp som mykorrhiza ger, främst vid upptag av fosfor och skydd för miljöförändringar i jorden (Gardiner 2003).

Begränsning i rotsystemets utbredning, tillsammans med den ofta försämrade kapillära kraften i kompakterade jordar, leder i de flesta fall till vattenunderskott för den påverkade växten vilket kan leda till olika grader av negativ åverkan. Detta vattenunderskott kan kontrolleras i olika grad av växter genom en stängning av lövens stomata (Kozlowski 1999, Sjöman, Slagstedt et al. 2015). Ökningen av hormonet abscisinsyra (ABA) i växters xylem som ofta påträffas vid hög skrymdensitet har en koppling till växtens stomatakonduktans (klyvöppningarnas genomsläpplighet). Detta tyder på att ABA har en viktig roll i att signalera mellan rötterna och grenskotten vid stress från kompaktering (Mulholland, Black et al. 1996). För att minska transpirationen av vatten från blad vid vattenbrist så reducerar växter ofta både sin skotttillväxt och bladstorlek (Sjöman, Slagstedt et al. 2015) vilket resulterar i träd med tätare kronor och mindre blad.

Kompakteringstressen resulterar överlag i lägre stomatakonduktans hos växten, övergripande mindre bladyta och viss otillgänglighet av näringsämnen. Detta är i sin tur kopplat till en försämrad fotosyntesprocess (Kozlowski 1999, Sjöman, Slagstedt et al. 2015).

Alla dessa effekter har en inverkan på växters övergripande tillväxt och vitalitet. En långvarig studie på *Pinus banksiana* i Ontario, Kanada visade att även en låg grad av kompaktering gav en mycket lägre tillväxt hos de studerade träden (Fleming, Leblanc et al. 2014). Sheriff och Nambiar (1995) visade i en annan studie att kompaktering gav en mycket lägre tillväxt i stamdiameter jämfört med träd som stod i ostörd mark. Denna försämrade tillväxt kan också ses på en många gånger mycket småväxt och kompakt krona som är ett resultat av en dålig årlig skotttillväxt (Sjöman, Slagstedt et al. 2015). Lägre tillväxt och sämre vitalitet leder i längden till svaga träd som innehar en sämre förmåga att läka eventuella skador och stå emot eventuella miljöförändringar och skadeangrepp (Sjöman, Slagstedt et al. 2015).

## 2.4 Naturliga lösningar till kompaktering

Att minska kompaktering i en redan kompakt mark är ofta svårt och dyrt; varför preventiva åtgärder ofta föredras över retroaktiva åtgärder (Craul 1992, Horn, Domial et al. 1995, Jim 1998, Kozlowski 1999). Mycket kompakterade jordar kan inte återställas naturligt på mycket lång tid (Kozlowski 1999). Under längre tidsperioder kan emellertid en minskning av kompaktering ske (Devigne, Mouchon et al. 2016) genom att olika naturliga processer ökar porositeten i jorden (Craul 1992).

Frysning och töande har en betydelsefull påverkan på återhämtningen från kompaktering (Beven and German 1982, Kozlowski 1999, Eriksson, Nilsson et al. 2005). När temperaturen sjunker i en fuktig mark bildas iskristaller, och då vattens övergång från flytande till fast innebär en volymökning på ca 10% kan denna temperatursjunkning leda till en avsevärd mekanisk sprängverkan i jorden (Eriksson, Nilsson et al. 2005). En mekanisk sprängverkan på grund av isbildning har stor strukturpåverkan genom att bilda sprickor i jorden och sönderdela jordklor, i lerrika jordar kan frysning på detta sätt gynna aggregatbildning

(Eriksson, Nilsson et al. 2005, Alveteg 2013). En liknande process sker när jorden sväller av fukt och krymper vid torkning. Då bildas också sprickor som kan förbättra kompaktering (Beven and German 1982, Kozłowski 1999, Eriksson, Nilsson et al. 2005).

Större djur i marken har en mycket positiv inverkan på jordens porositet genom att gräva och luckra den och därigenom bidra till en bättre dränering och luftning (Gardiner 2003). Makroorganismer i jorden såsom maskar har visats sig klara kortvarigt utsättande av kompaktering, dessa maskar har sedan långsamt bidragit till att åter luckra kompakterad mark (Curry, Doherty et al. 2008). Men ifall kompakteringen fortgår under långa perioder leder detta till en generell minskning av makroorganismer (Gardiner 2003) vilket då medför en mycket sämre återluckring. Lägre grad av kompaktering har också påträffats under bredbladiga träd jämfört med andra arter vilket kopplas till en högre halt av biologiskt material och därmed högre biotisk aktivitet (Supuka, Bajla et al. 2009). Ett tjockt lager av organiskt material på en jord agerar dessutom stötdämpande och förhindrar till viss grad vidare kompaktering av marken (Cole 1987, Craul 1992).

Mikroorganismernas aktivitet i marken bidrar till att stärka aggregatstrukturen på olika sätt (Eriksson 2011). Svampar utgör ofta den största delen av mikroorganismerna i en jord och de bidrar främst genom att bryta ned biologiskt material. Myceliet som lämnas i strängar då svampar bryts ned och de organiska ämnen som svampar utsöndrar hjälper aggregat att hålla samman (Gardiner 2003). Mykorrhiza hjälper, med sitt skyddande lager kring rötter, växterna att överleva bl. a torka och höga temperaturer (Gardiner 2003). Detta kan i sin tur motverka en del av effekterna av kompaktering. Växterna kan också själva återluckra en mark som ett resultat av deras rottillväxt. Då rötter växer och förmultnar bildar de makroporer i rörformer och nya växande rötter fyller sedan ofta naturligt dessa porer (Beven and German 1982). Växters olika kapacitet att återhämta sig från nedtrampning och kompakterad mark varierar med arten och dess växtsätt (Kuss and Hall 1991).

## 2.5 Tillämpade lösningar

Som tidigare har nämnts finns det inget enkelt sätt att luckra en kompakterad mark och resultatet kan sällan ge en särskilt hållbar eller god struktur, men trots detta finns det diverse lösningar i tillämpning idag. Här nämns ett par etablerade lösningar.

Att mekaniskt luckra en kompakterad jord kan aldrig ge tillbaka jordens struktur innan en kompaktering. En onaturlig uppluckring av en jord är mindre stabil än en ostörd jord, vilket gör den i större grad mer lättpåverkad av vind- och vattenerosion och framtida kompaktering (Horn, Domial et al. 1995). Mekanisk luckring används ändå och det har utvecklats flera olika modeller för detta syfte. De flesta fokuserar dock på luckringen vid en nyplantering, då möjligheten finns att djupt genomluckra en mark (Craul 1992, Layman, Day et al. 2016, Schwartz and Smith 2016). Detta är i praktiken en orimlig åtgärd för växtbäddar med redan etablerade träd, då risken för rotkapning är överhängande. Den metod som är möjlig är att med hjälp av en vakuumsug forsla bort den befintliga jorden och därefter fylla på med en jord som då blir avsevärt bättre luckrad. Detta har gett bra resultat men kan anses vara svårt ekonomiskt försvarbart då timkostnaden för maskin och arbete är hög (Stål 1999).

Maskiner som använder principen att pressa ner sammanpressad luft eller vatten och med hjälp av tryckkraften luckra jorden har funnits länge (Craul 1992). Enligt Craul (1992) brister denna metod i effektivitet och Kozlowski (1999) menar att de varierande resultaten som denna metod ger är beroende av jordtypen och dess vattenhalt. Men på grund av maskinernas storlek är de inte särskilt intressanta för användning i urban miljö, med anledning av de många hinder som där finns.

Att tillsätta kompost kan, genom att främja aktiviteten av markens organismer, gynna ett bildande av en bättre aggregatstruktur (Cogger 2005). I Schwartz och Smiths (2016) studie gav emellertid en sammanblandning av kompost i markens övre lager (7.5 cm) ingen nämnvärd skillnad på kompakteringen jämfört med en obehandlad mark. I Layman, Day et al. (2016) försök integrerades komposten till ett djup av 60cm. Denna metod gav en förbättrad tillväxt hos de studerade träden, och författarna menar att detta berodde på den djupa integreringen av kompost vilket gav en större stabilitet i tillgången på näring.

(Millward, Paudel et al. 2011) utförde en studie på en kompakteringsstörd parkmark i Toronto, Kanada. Här undersökte författarna ifall så kallad naturalisering kunde främja en bättre markstruktur. Termen naturalisering innebär att området skyddas en längre period från de kompakterande aktiviteter som lett till den försämrade markstrukturen. Ansvar för marken återluckring lämnas alltså till eventuella naturliga processer i området. I studiens fall så begränsades gångtrafiken i största mån och allt skötselarbete avslutades inom området. Försöket gav mycket positiva resultat. Efter sex år hade marken åter fått en bra skrymdensitet och vatteninfiltrationsförmåga. Författarna menar dock att en marks gensvar på naturalisation beror på graden och varaktigheten av kompaktering, jordens egenskaper och platsens klimat.



## 3. Fallstudie

### 3.1 Områdesbeskrivning

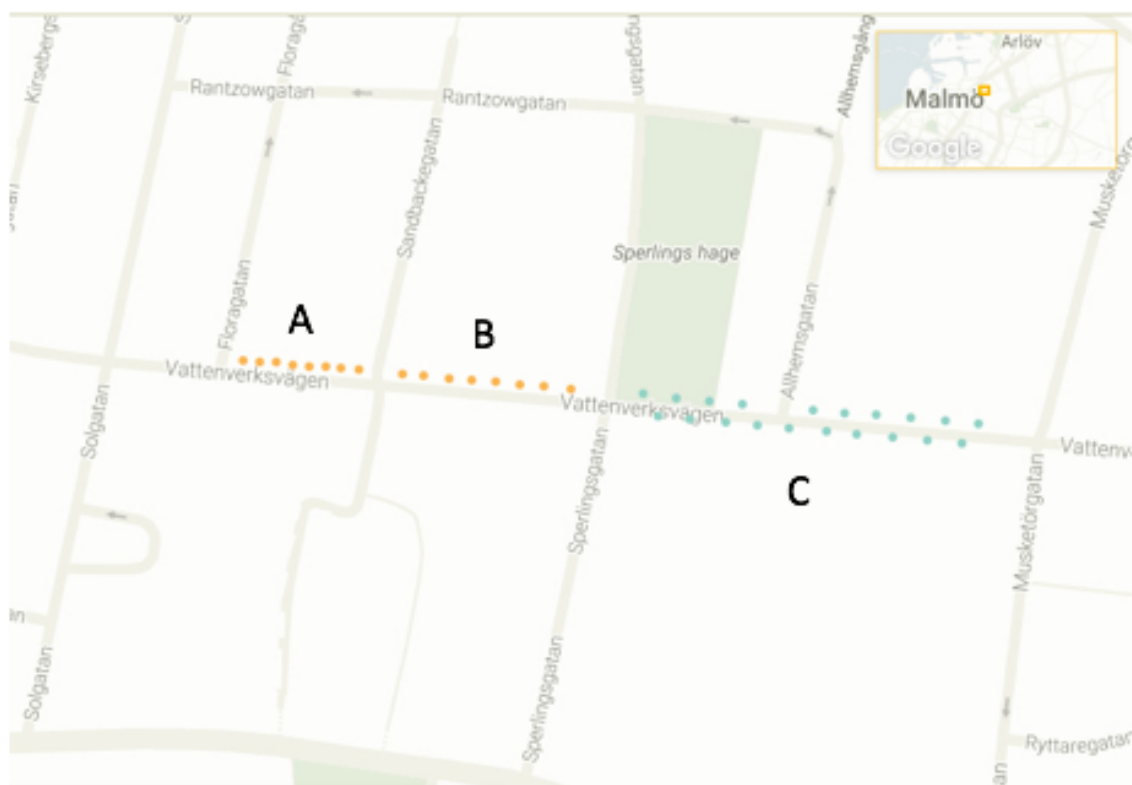
Området som har undersökts i fallstudien är träden och växtbäddarna i en allé längs Vattenverksvägen i Kirseberg, Malmö. Fallstudien utfördes under februari 2017.

Kirseberg är en stadsdel som ligger norr om Malmös stadskärna med ca 16 000 boende (Malmöstad 13/4-2015). Kirseberg är en grön stadsdel med ett flertal parker och träd längs många gator. En sådan allégata är Vattenverksvägen. Vattenverksvägen går genom Kirsebergs kärna och är högt trafikerad av både kollektivtrafik, bilar, cyklande och gångtrafikanter. Längs vägen ligger stadsdelens enda torg och majoriteten av alla restauranger och affärer i området. De få övergångsställen som finns längs vägen och spridningen av verksamheter gör att gående ofta korsar gatan fritt och därmed också de växtbäddar som alléns träd står i. Detta har resulterat i stor grad av kompaktering i ett flertal av dessa växtbäddar.

Allén längs Vattenverksvägen inventerades senast av Malmö stad år 2009 (Delshammar 27/1-2017). Enligt Malmö stads Trädplan från 2005 är vitalisering av träd ett av Malmös huvudmål. Rotvitalisering tas här upp som en av de viktigaste strategier för att undsätta träd som lider av dåliga växtförutsättningar. Här nämns också vikten av att välja rätt trädart vid nyplantering (Gatukontoret 2005). Gatukontoret på Malmö stad ska ha arbetat med vitaliseringsåtgärder för stadens träd för ca 10 år sedan men har inte haft samma fokus de senaste 6-7 åren (Delshammar 27/1-2017).

Det står 36 stycken lindar i hårdgjord miljö längs Vattenverksvägen (16st *Tilia x europea* och 20st *Tilia cordata*). Dessa är planterade vid olika tillfällen och med den informationen har individerna delats upp i grupperna A, B och C (se Fig. 3.1.).

Grupp A består av 8st *Tilia x europea* planterade år 2006. Markbeläggningen är grus.  
Grupp B består av 8st *Tilia x europea* planterade år 2008. Markbeläggningen är grus.  
Grupp C består av 20st *Tilia cordata* där majoriteten är planterade år 1990. Ett träd har bytts 2007, ett 2010 och två stycken har till synes bytts ut nyligen. Denna slutsats är baserat på att planteringstolpar ej har tagits bort och att träden har en omkrets på mellan 20–35 cm. Dessa träd har dock inte lagts in i curios.xyz databas så ingen exakt ålder har hittats. Träden i denna grupp står i olika växtbäddar längs båda sidor om Vattenverksvägen. Markbeläggningen är för denna grupp också grus.



**Fig. 3.1.** Områdeskarta med de tre grupperna specificerade.

## 3.2 Metodik

Under fallstudien har olika tester och inventeringar gjorts för att få övergripande information om hur kompakterad marken är och hur träden i allén mår. Två stycken provtagningar har utförts på marken i växtbäddarna, en inventering har gjorts och en okulär besiktning av träden och deras förhållanden. Valet av undersökningsmetoder och tolkningen av dessa har gjorts för att säkra en bra nivå på arbetets validitet (Kumar 2005). Vid provtagningarna har så många prover gjorts som ansetts rimliga för arbetets tidsram. De olika provtagningarna har utförts under samma dag och en så kort tidsperiod som möjligt för att garantera liknande förhållanden. De har också utförts på ett så exakt sätt som varit möjligt, med tanke på de relativt grova instrument som använts. Detta har varit viktigt för att få den bästa möjliga reliabiliteten i arbetet (Kumar 2005, Eliasson 2013). På grund av de grova instrumenten som har använts så bör dessa undersökningar i arbetet ses som internt jämförande studier och de värden som uppskattats bör ej användas vid tolkningar av liknande data i andra studier.

### 3.2.1 Provtagning infiltrationshastighet

Vid provtagningen av infiltrationshastigheten har markens hydrologiska konduktivitet mätts. Detta har gjorts genom att använda en enkelring-infiltrometer (Johnson 1963). Under denna metod trycks en ring av metall, eller annat hårt icke-permeabelt material, ner till ett visst djup i marken. Därefter hålls vatten på upp till en viss punkt och i samband med att vattennivån sakta sjunker avläses ytan med bestämda intervaller. Denna metod är enkel och därmed praktisk att utföra i fält men kan innebära en del felkällor. Vattnet ger allt eftersom det sjunker undan olika tryck till infiltrationen på grund av den avtagande vikten. Detta leder då till att infiltrationshastigheten tycks avta med tiden. Detta är emellertid en allmänt giltig

felkälla och därför försumbar i denna studie. Det tryck vattnet applicerar på marken kan också stänga in luft i porer vilket då leder till en sämre infiltration. När vatten vid provtagningsstarten hålls i röret kan markens översta aggregat ändras då vattenstrålen slår sönder markens ytstruktur. Detta kan ge att små partiklar sätter igen porer och på detta vis förändrar markens infiltrationskapacitet (Paulsson 2008). Eftersom en provtagning görs på en liten yta kan en spricka eller ett maskhål höja infiltrationen nämnvärt. Detta kan ge en missvisande bild av den övergripande kompakteringen för det specifika området. När vattnet sedan infiltreras i marken börjar det, då det når till rörets undre kant, rinna både i horisontell och vertikal riktning vilket bör tas i beaktning ifall målet är mycket precisa mätningar. Mätningen av infiltrationshastigheten utfördes den 20/2–17.

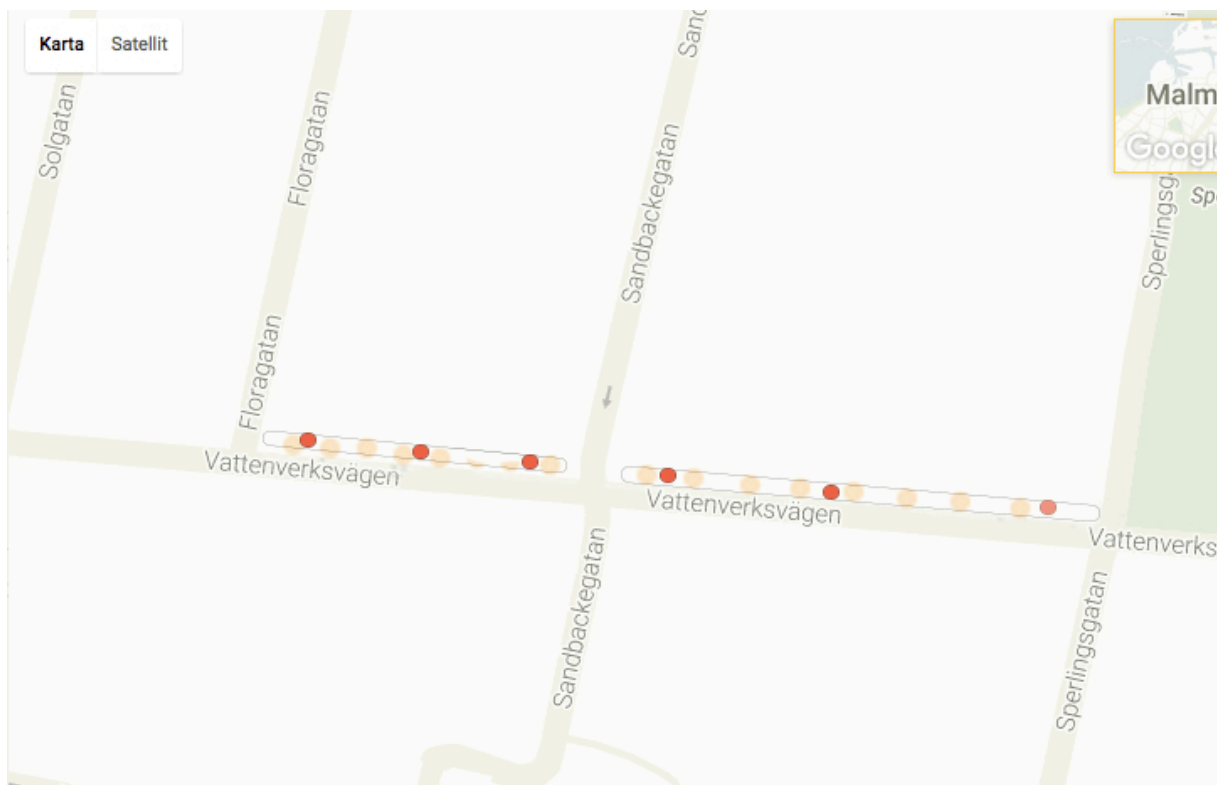
Infiltrationsmätningen utfördes bara på växtbädd A och B på grund av tidsbrist. Valet att göra mätningarna på dessa växtbäddar gjordes då de har en liknande utformning och träden har en liknande ålder, vilket underlättar då en jämförelse ska göras.

Ett avsågat avloppsrör med en diameter på 10,5cm användes för att göra mätningarna (se Fig. 3.2.1a). Vid provtagningen trycktes röret ned 7 cm i marken med hjälp av en hammare och med handkraft roterande rörelser. För att få ett jämnt djup flyttades hammaren regelbundet mellan slagen. När röret var nere i marken rättades markytan till försiktigt längs rörets kant med en knivspets ifall eventuella vallar eller gravar bildats. Sedan fylldes vatten upp till en bestämd punkt, 17cm från markytan. Därefter mättes vattennivån med jämna tidsintervall (1gg/min) i 15 minuter. Ifall vattnet ej hade absorberats efter 15 minuter avslutades mätningen.



*Fig. 3.2.1a* Delar av materialet för provtagning av infiltrationshastighet, enkelrings-infiltrimeter och måttband.

Tre tester gjordes per växtbädd, två på respektive ytterkant och ett i mitten (se Fig. 3.2.1b). Testerna gjordes mitt i växtbädden och ca 1,5m från närmsta träd. Noggrann uppsikt hölls under hela mätningen för att se så att allt förflöt som det skulle och inget vatten läckte ut på sidorna av provröret.



**Fig. 3.2.1b.** Testplatser för provtagning med enkelrings-infiltrometern. De röda markeringarna visar på de olika testplatserna.

#### 3.2.1.1 Förhållanden vid mätning

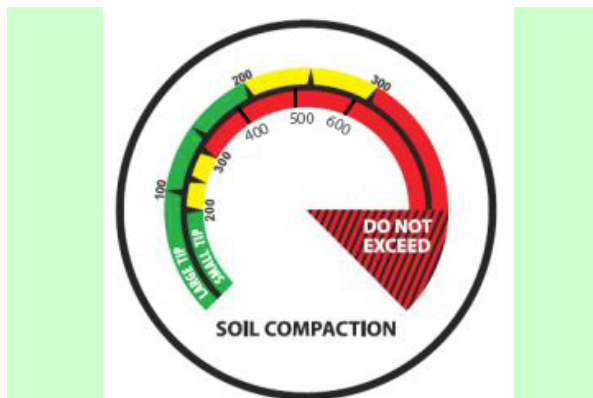
Vid tidpunkten för provtagningarna låg temperaturen på 7.1°C. Enligt data från SMHI hade dygnstemperaturen de senaste dagarna legat över 2°C (SMHI 2017-02-19) vilket gjorde att marken hade tinat från tidigare frysning. Dygnstemperaturen som tagits fram är samlad från Lund då detta var den information som fanns tillgänglig. Slutsatsen drogs emellertid att temperaturen mellan Lund och Malmö inte skiljt sig nämnvärt under dessa dagar.

Dagarna innan hade det regnat, vilket gav en relativt fuktig provtagningsmark. Under tiden för provtagning började det duggregna vilket intensifierades gradvis under hela provtagningen.

#### 3.2.2 Provtagning penetrationsresistans

För att mäta penetrationshastigheten i marken användes en "Turf-Tec Soil Compaction Tester/Dial Penetrometer". Detta är inte ett optimalt sätt att mäta kompaktering då den mäter resistansen som en kombination av många olika parametrar; t ex. kornstorlek, friktion och markfuktighet (Sandell 15/2-2017). Penetrometern har dessutom en mycket grov skala vilket gör det svårt att frambringa exakta värden. Jag har använt denna under detta arbete för att få fram ungefärliga värden av den övergripande kompakteringen som går att jämföra mellan växtbäddarna. Mätningen gjordes med en "small tip" vilket innebär att den inre mätskalan på penetrometern användes. För att lättare mäta av den grova skalan ritades en delskala ut på penetrometern (se Fig. 3.2.2a). Skalan läses enklast av med hjälp av skalans färgsättning, där grönt innebär bra förhållanden, gult mindre bra och rött mycket dåliga växtförhållanden. Mätningen av penetrationsresistansen utfördes den 23/2-2017.





**Fig. 3.2.2a.** Mätskala penetrometer med inritad delskala.

Vid provtagningarna gjordes 6 stycken test per testplats i en så rak linje som möjligt över växtbädden (se Fig. 3.2.2b). Testplatsen drogs ca. 1,5m vid sidan av den mest närliggande stammen. Ifall en rot eller sten tycktes påträffas under mätningen gjordes en ny mätning så nära som möjligt utan att eventuell luckring från tidigare hål skulle ha någon påverkan. Det gjordes tre tester för grupp A och B och 18 tester för grupp C. Ökningen av testplatser för grupp C ansågs lämplig då växtbäddarna både är längre och uppdelade i flera växtbäddar på var sida om vägen.



**Fig. 3.2.2b** Bild av en testplats för provtagning av penetrationsmotstånd.

### 3.2.2.1 Förhållanden vid mätning

Vid provtagningen var det uppehåll och lufttemperaturen låg på 6.9°C. Dagarna innan hade det regnat i perioder vilket innebar att marken var fuktig.

### 3.2.3 Inventering

Inventering gjordes den 13 februari i enlighet med hjälp av ”Standard för trädinventering i urban miljö, Version 2.0” av Johan Östberg. De parametrar som användes var *marktyp*, *vitalitet*, *omkrets* och *förekomsten av rothals- respektive stamskott*. För att beskriva vitaliteten används en värdeskala från 1 till 4 där 1 innebär mycket god vitalitet och 4 mycket dålig vitalitet. Få parametrar valdes för att inventeringen skulle kunna genomföras under kort tid och för att inte få in alltför stor kvantitet av data som då skulle ta lång tid att analysera. De valda parametrarna valdes för att få en övergripande bild av trädens kondition och tillväxt då detta ansågs fånga upp effekterna av den eventuella kompakteringen.

### 3.2.4 Okulär besiktning

En okulär besiktning gjordes för att fånga upp de saker som inte kunde mätas vid de olika provtagningarna eller inkluderas vid inventeringen men som ändå ansågs vara av värde att ta med i detta arbete.

Det som i slutändan blev inkluderat i den okulära besiktningen var en undersökning av trädens skotttillväxt och regnvattnets infiltration i de olika växtbäddarna. Skotttillväxten undersöktes genom uppskattning och observation av kronstrukturen, vilket sedan jämfördes mellan de olika trädgrupperna. Regnvattnets infiltration observerades efter långvarig nederbörd och dokumenterades för senare jämförelse.

## 3.3 Resultat

### 3.3.1 Infiltrationshastighet

Snitten för respektive grupps infiltrationshastighet visas i Tabell 3.3.1. Resultatet vid mätningen av markens infiltrationskapacitet gav ett medelvärde på 0,94 cm/min för grupp A och 0,22 cm/min för grupp B. Testerna gav hyfsat homogena resultat för grupperna i helhet, den observerade variationen mellan testplatserna var störst inom grupp A. Vattnet infiltrerades snabbast, både i snitt och i alla respektive testplatser, för grupp A.

**Tabell 3.3.1.** Snitt av infiltrationshastighet för varje testplats och för hela grupp A och grupp B.

SNITT (cm/min)	GRUPP A			GRUPP B		
	A1	A2	A3	B1	B2	B3
	0,97	1,13	0,73	0,27	0,19	0,20

SNITT (cm/min)	GRUPP A	GRUPP B
	0,94	0,22

Inom grupp A infiltrerades vattnet långsammast i de yttersta testplatserna, 0,97 respektive 0,73 cm/minuten. I den mittersta testplatsen hade allt vatten infiltrerats efter 12 minuter och snittet låg här på 1,13 cm/min (se tabell 3.3.1. och bilaga 2).

Infiltrationen var anmärkningsvärt långsammare för alla testplatser i grupp B, 0,27 cm/min för B1, 0,19 cm/min för B2 och 0,20 cm/min för B3. En korrelation mellan testplatsernas placering och infiltrationskapaciteten var svår att finna för grupp B på grund av alla testplatsers enhetligt långsamma infiltrering.

### 3.3.2 Penetrationsmotstånd

Snitten för penetrationsmotstånd för respektive testhål visas i Tabell 3.3.2. Det lägsta värdet som uppmättes under mätningen av penetrationsresistansen var 230psi och det högsta låg på 520psi. Det högsta värdet var beroende av den maximala kraft som kunde åstadkommas vid mätningen, 520psi blev alltså det maximala värdet för denna undersökning. De testhål där penetrometern inte lyckades tryckas ned i marken visas i värdetabellen med "-" (se bilaga 3).

**Tabell 3.3.2.** Snitt av penetrationsresistans för respektive testhål i grupp A, B och C

Snittvärde för:	Testhål 1	Testhål 2	Testhål 3	Testhål 4	Testhål 5	Testhål 6
Grupp A	380	390	430	410	407	503
Grupp B	430	425	403	323	353	437
Grupp C	489	495	446	440	423	483

För i princip alla växtbäddar, med få undantag, var ytterkanterna mest kompakterade. För grupp A och B var ytterkanten mot bilvägen den mest kompakterade medan växtbäddarna för grupp C var mest kompakterade i kanten mot gångvägen. Vid en testplats för grupp A visade de första två testhålen på en mycket låg penetrationsresistans (se testplats A1 i bilaga 3). Detta är i jämförelse med resterande testplatser en avvikande data och verkar vara en anomali.

Att titta på snitten utan att diskutera specifika testplatser är mer relevant för grupp A och grupp B då dessa växtbäddar är kortare och mer homogena i sitt utformande. Grupp C innehåller flera olika växtbäddar som är belägna vid busshållplatser och utgångar till bostäder vilket ofta gav punktvis avvikande data. För att skapa sig en bild av hur träden kan tänkas må inom växtbäddarna för grupp A och grupp B är det intressant att titta på de lägsta värdena för penetrationsresistansen. Dessa var i princip alltid belägna i mitten av växtbädden. När grupp A och B jämförs visar det att grupp A har en högre penetrationsresistans för de mittersta testhålen (3 och 4). Värdena för de mittersta testhålen för grupp B översteg bara i ett fall 400psi medan testhålen för grupp A aldrig underskred 400psi. De mittersta testhålen för både grupp A och B översteg emellertid aldrig 500psi vilket gjordes ett flertal gånger för mitthålen i grupp C.

Vissa testplatser för grupp C gav låga värden av penetrationsresistans. De värden var vid alla fall utom ett från testhål 3, 4 och 5. I överlag var emellertid värdena hos grupp C höga och i många fall översteg de 500psi. De testplatser som uppgav högst värden i grupp C var belägna antingen vid en busshållplats eller framför entréer till bostadshus eller affärer. De växtbäddar som låg nära en busshållplats var placerade på ett sådant sätt att de användes som av- och påstigningsplats för de bussresande.



### 3.3.3 Inventering

Snitt av vitalitet och stamomkrets för respektive grupp visas i Tabell 3.3.3. Vid inventeringen upptäcktes små felaktigheter i curios databas. Två träd i grupp C hade till synes bytts ut de senaste åren och var alltså inte 27 år som var inskrivet i curio.xyz.

**Tabell 3.3.3.** Snitt av vitalitet och stamomkrets för grupp A, B och C.

	Snitt vitalitet	Snitt omkrets (cm)
Grupp A	1,5	45,9
Grupp B	1,4	48,3
Grupp C (pl. 1990)	1,8	94,4

Medelvärdet av vitaliteten hos grupp A och B var mest jämbördiga av alla grupper (1,5 för grupp A respektive 1,4 för grupp B). Grupp C hade ett medelvärde av vitaliteten på 1,8. I grupp C förekom det träd med vitalitet 3 vilket inte förekom i varken grupp A eller grupp B. Av de träd som hade ett vitalitetsvärde 3 står två vid en bushållsplats där växtbädden används frekvent vid på- och avstigning, det fjärde står i en till synes mindre växtbädd än de resterande träden i allén.

Mätningen av stamomkretsen gav ett medelvärde för varje grupp. Grupp A hade ett medelvärde på 45,9cm, grupp B låg på 48,3cm och grupp C på 91,5cm. De träd i grupp C som hade en mycket lägre ålder sänker den genomsnittliga stamomkretsen, ifall de utelämnas och snittet bara beräknas för de träd som är 27 år fås ett medelvärde på 94,4cm.

Skott från antingen rothalsen och stammen upptäcktes på en majoritet av träden fanns representerat inom alla grupper. Mängden skott varierade emellertid stort mellan individerna (se Fig. 3.3.3.). Tre träd med mycket skott från rothalsen hade en till synes god vitalitet (se träd 15, 30 och 36 i bilaga 1). Det resterande trädet med särskilt mycket skott från rothalsen var ett av träden som stod vid en busshållplats med vitalitet 3 (se bild 3.3.3.d och träd 19 i bilaga 1).



**Fig. 3.3.3.** Skott från stambasen på träd från grupp B och C. Bild a visar ett träd från grupp B och bild b-d visar träd från grupp C.

### 3.3.4 Okulär besiktning

Ett urval av besiktade trädkronor visas i Fig. 3.3.4a. Besiktningen av trädkronor visade att träden i grupp A hade en till synes kort skotttillväxt. Denna slutsats drogs av trädens täta och förgrenade kronor. I jämförelse var kronorna i grupp B inte lika täta och skotttillväxten uppskattades vara längre. Förhållandet på kronorna i grupp C varierade stort. Vissa trädskronor uppskattades vara jämna och friska medan andra hade en till synes dålig skotttillväxt. Ett par träd såg ut att vara i speciellt dåligt skick med låg tillväxt och döda grenar i kronans solbelysta delar (se bild o i Fig. 3.3.4a).



**Fig. 3.3.4a.** Ett urval av kronor från alla tre grupper. Bild e-g visar grupp A, h-j grupp B och k-p grupp C.



Bilder på de olika gruppernas växtbäddar efter ett regnfall visas i Fig. 3.3.4b.

Infiltrationshastigheten upptäcktes skilja sig stort mellan växtbäddarna. Växtbädden för grupp A hade efter ett långvarigt regn flera pölar längs växtbäddens kanter och i vissa fall vid trädens stam. Växtbädden för grupp B skilde sig här med endast en vattenansamling i växtbäddens kant och inga fall av vattenansamlingar vid trädens stammar. Resultaten för grupp C varierade här också i likhet med resultaten från besiktningen av kronorna. I vissa delar av växtbäddarna upptäcktes stora vattenansamlingar medan vatten hade infiltrerats bättre i andra delar.



**Fig. 3.3.4b.** Växtbäddar från samtliga grupper efter ett långvarigt regnfall. Bild 1–2 visar växtbädden för grupp A, 3–4 visar växtbädden för grupp B och 5–7 visar ett urval av växtbäddarna för grupp C.

## 4. Diskussion

### 4.1 Resultat fallstudie

Resultaten från de olika undersökningarna visade på att alla växtbäddar led av en viss grad av kompaktering och att graden av kompaktering i vissa fall tycktes variera stort inom samma växtbädd. Kompakteringen verkade också ha gett en grav negativ effekt på ett antal av de planterade träden samtidigt som andra träd tycktes må bra, både med tanke på vitalitet och tillväxt.

#### 4.1.1 Infiltrationshastighet

Resultatet som gavs av infiltrationshastighetstesterna var till viss del svårtolkade och ej förväntade. Av resultaten från grupp A kan slutsatsen dras att marken har en högre grad av kompaktering i växtbäddarnas ytterkanter. Detta kan förklaras med att ytterkanterna troligen oftare passeras av gående och därmed bör packas mer. Men när det kommer till mätningen av grupp B uppfattades resultaten som märkliga. Dels kunde inga stora skillnader påvisas mellan testerna i växtbädden och dels var infiltrationshastigheten märkbart långsammare än för grupp A. Detta står i konflikt med resterande tester i arbetet som visar att grupp A verkar lida av en mer kompakt mark än grupp B. Som tidigare nämnts innebär denna metod en del möjliga felaktigheter som kan förklara dessa resultat.

Möjligheten finns att växtbädden för grupp A innehåller flertalet större sprickor samtidigt som den är mer kompakt överlag, vilket då ger en snabbare infiltration trots en mer kompakt mark. Marken inom grupp B skulle då i jämförelse innehålla en större andel mikroporer därmed besitta en sämre infiltrationsförmåga. Denna förklaring verkar emellertid bristfällig på grund av observationerna av regnvattnets infiltration vid den okulära besiktningen, som visade att regnvattnet infiltrerades långsammare i växtbädd A jämfört med växtbädd B. Förklaringen att endast markytan skulle vara mer kompakt för grupp B, och att marken här alltså skulle ha en kompakt jordskorpa, kunde avfärdas vid provtagningen för infiltrationen då hela jordprofilen uppfattades som tydligt mer porös än i växtbädden för grupp A.

En troligare förklaring är att marken stördes vid provtagningarna. Då marken är mer kompakt i grupp A så behövdes större kraft för att få ner provröret i marken. Det som då kan ha hänt är att slagen med hammare och roterandet på röret resulterade i sprickor i marken som bidrog till den ökade infiltrationsförmågan. Då mindre kraft behövdes för att få ner röret vid provtagningarna för grupp B förmodas detta systematiska fel inte haft lika stort utslag.

#### 4.1.2 Penetrationsmotstånd

Mätningen av penetrationsmotståndet gav en tydlig bild av att motståndet dels var större vid växtbäddarnas kanter mot bil- respektive gångväg och dels varierade mellan växtbäddarna. Kanternas högre grad av penetrationsresistans kan förklaras med att kanterna beträds av gående och cyklas/körs över oftare än de mittersta delarna av växtbäddarna.

Denna undersökning visade också att motståndet var större för grupp A i jämförelse med grupp B dels i kanterna men speciellt i de mittersta testhålen. Detta resultat korrelerar med resultaten från inventeringen av träden och den okulära besiktningen.

Inom grupp C uppmättes en högre penetrationsresistans vid busshållplatser och entréer till bostäder. Resistansen var också högre i de växtbäddar som ansågs korsas av trafikanter oftare.

#### 4.1.3 Inventering

Resultaten från inventeringen korrelerar i hög grad med både mätningen av penetrationsmotståndet och den okulära besiktningen. I flera fall kan en lägre vitalitet kopplas samman med en mycket kompakterad växtbädd, som i fallet med träden vid busshållplatsen (se träd 17, 18 och 19 i bilaga 1). I kronan på träd 19 upptäcktes dessutom solbelysta döda grenar (se bild o i fig. 3.3.4a.), vilket tyder på en speciellt dålig vitalitet. Träd 18 hade en av de minsta stamomkretsarna av alla träd med en ålder på 27 år, strax över 18cm kortare än genomsnittet.

Vid jämförandet av grupp A och B är det intressant att undersöka stamomkretsen närmre då denna i snitt var mindre för grupp A än för grupp B, trots att träden i grupp A är två år äldre. Detta visar på en sämre tillväxt hos grupp A vilket till stor sannolikhet kan kopplas till en högre grad av kompaktering i växtbädden. Trädens vitalitet skilde sig inte nämnvärt mellan grupp A och B.

Kvantiteten av skott från trädets stambas kan tänkas kunna kopplas till en dålig syrenivå i marken. Träd med skott från stambasen kunde hittas inom alla grupper, ett par träd hade emellertid betydligt större kvantitet. Vissa av dessa träd med mycket stambasskott hade också en sämre vitalitet (se träd 18, 29 och 35 i bilaga 1) men träd med en bra vitalitet och speciellt mycket stambasskott fanns också representerade (se träd 14 i bilaga 1).

#### 4.1.4 Okulär besiktning

Skillnaden i tillväxt mellan grupp A och B visade sig inte bara genom stamtillväxten utan också skotttillväxten som uppskattades genom att undersöka trädens kronstruktur. Kronorna inom grupp A var för hela gruppen mycket tätare vilket tyder på en kortare skotttillväxt (se bild e-g och h-i i fig. 3.3.4a.). Detta korrelerar väl med antagandet att marken för grupp A skulle vara mer kompakterad.

Den långsamma infiltrationen av regnvatten stod i kontrast till de resultat som gavs av infiltrationsmätningarna. Det syntes tydligt att vattnet infiltrerades långsammare i växtbädden för grupp A, där flera pölar med stående vatten upptäcktes, i jämförelse med växtbädden för grupp B, där bara en enstaka pöl inte hade infiltrerats (se bild 1–2 och 3–4 i fig. 3.3.4b.). Det kan därmed antas att resultaten från undersökningen med enkelringsinfiltrimetern i denna fallstudie var en bristande metod och därmed inte visade på växtbäddarnas verkliga kompakteringsgrad.

De växtbäddar hos grupp C som visade tydligast på en dålig infiltrering av regnvattnet var växtbädden för träd 17 och 19. Detta korrelerar väl med den antagna kompakteringen i dessa växtbäddar.

## 4.2 Felkällor

Under denna studie gjordes bara ett fåtal studier för att beskriva kompakteringens fysiska effekter på växtbäddarna längs Vattenverksvägen. Ifall längre tid och mer precis utrustning hade funnits att tillgå hade exempelvis en exakt mätning av markens skrymdensitet och porositet kunnat utföras. Detta hade lett till värden som dels inte gett utrymme till eventuella feltolkningar och dels kunnat användas vid senare studier.

Då arbetet var tvunget att färdigställas inom en bestämd tidsperiod fanns det inte heller tillräckligt med tid till att göra fler provtagningar än nödvändigt med både penetrometern och infiltrometern. Detta kan ge att eventuella avvikelser då enskilda prover har en stor effekt på medelvärdet och tolkningen av resultaten.

Trots att data inhämtades och provtagningar försökte göras under så lika omständigheter som möjligt kan det funnits vissa skillnader. Ett exempel är regnet under infiltrationsmätningen som intensifierades under perioden för provtagningen. Ifall sådana skillnader ansetts resultera i betydligt varierande data har detta diskuterats närmre i senare rubriker.

Inventeringens och den okulära besiktningens resultat är båda beroende och färgad av den aktuella inventerarens tolkningar, och ger alltså inga exakta värden. Det är därför viktigt att inte försumma subjektiviteten och misstagen som kan tänkas följa av detta. Det är dessutom viktigt att kommentera att de resultat som givits av inventeringen och den okulära besiktningen av träden ej nödvändigtvis behöver vara helt eller, i vissa fall, alls beroende av kompakteringsgraden. Det finns många olika händelser och förhållanden som kan resultera i en negativ effekt på träd, i synnerhet i urban miljö. Det finns också en möjlighet för träd att hitta egna lösningar vid dåliga växtförhållanden, t ex. genom att använda en närliggande ledning som växtplats för sina rötter. Sådana händelser kan ge en skev bild av trädets tålighet för en viss växtplats.

## 4.3 Kompakteringen längs Vattenverksvägen

Resultat från fallstudien har visat att växtbäddarna längs Vattenverksvägen lider av kompaktering i olika grad. För att få en djupare förståelse av denna fallstudie diskuteras den under kommande rubriker med koppling till arbetets litteraturstudie.

### 4.3.1 Utveckling av kompaktering längs Vattenverksvägen

Resultaten från fallstudien visade att växtbäddarna var starkast kompakterad längs deras kanter. Detta kan förklaras med att kanterna troligen är mer utsatta för cykel- och gångtrafik än de mittersta delarna av växtbäddarna. Ett flertal studier har visat att gångtrafik kan ha en stark kompakteringseffekt (Kozłowski 1999, Amrein, Rusterholz et al. 2005, Andres-Abellan, Del Alamo et al. 2005, Pižl and Schlaghamerský 2007, Kissling, Hegetschweiler et al. 2009). Cole (1987) visade att även ett fåtal passeringar per år kan ha en avsevärd effekt på en marks penetrationsresistans och vegetationstäck. Detta stämmer bra in på tesen att gångtrafiken har en stor påverkan på kompakteringen av växtbäddarna längs Vattenverksvägen.



Jorden i växtbäddarna utsätts dessutom troligen för en risk till mer effektiv kompaktering då de saknar vegetationstäckelse eller liknande stöddämpande material (Cole 1987, Craul 1992). Avsaknaden av ett sådant lager leder också till att den nederbörd som faller på bäddarna direkt absorberas i marken och således tillåts möjligheterna att stärka effekterna av eventuella kompakterande krafter så som beskrivs i litteraturen (Craul 1992, Singer and Munns 2002). Då Vattenverksvägen är en högt trafikerad väg kan slutsatsen dras att även trafikens vibrationer har en påverkan på växtbäddarnas jord, på det sätt som Craul (1992) redogjort för.

#### 4.3.2 Kompakteringens effekter längs Vattenverksvägen

Följande tre rubriker avser närmare besvara fallstudiens första frågeställning.

##### 4.3.2.1 Fysiska

De fysiska effekter som kompakteringen har haft på växtbäddarna längs Vattenverksvägen visades exempelvis i undersökningen av penetrationsresistansen. Resultaten stöds av tidigare forskning som visat hur penetrationsresistans är en effekt av kompaktering (Craul 1992, Kozłowski 1999, Gardiner 2003, Sinnett, Morgan et al. 2008).

Undersökningen med enkelring-infiltrometern gjordes för att försöka beskriva markens porositet. Testerna gav dessvärre underliga resultat som troligen var en följd av en bristande metod vid provtagningen. Den okulära besiktningen av nederbördsinfiltrationen korrelerade emellertid med undersökningen av penetrationsresistansen och gav därmed en mer sannolik bild av markens porositet i de olika växtbäddarna. Kompakteringens påverkan på infiltrationen i fallstudien korrelerade alltså med refererad litteratur (Craul 1992, Kozłowski 1999, Gardiner 2003).

Kompakteringen av växtbäddarna har därmed troligen gett de fysiska effekter som är att förvänta sig enligt litteraturen. Slutsatsen kan då dras att jorden då också bör innehålla en hög skrymdensitet, fallerade aggregat och därmed en låg andel makroporer (Shierlaw and Alston 1984, Craul 1992, Šantrůčková, Heinemeyer et al. 1993, Gregory, Dukes et al. 2006, Slagstedt, Gustavsson et al. 2015). Detta skulle då innebära dels ett stort mekaniskt motstånd för rötterna och dels sämre luftning av marken (Shierlaw and Alston 1984, Šantrůčková, Heinemeyer et al. 1993).

##### 4.3.2.2 Kemiska

Ingen undersökning har gjorts på de kemiska effekterna från kompakteringen i fallstudiens växtbäddar. Sådana kemiska undersökningar hade visat ifall växtbäddarna besitter någon form av näringsbrist som skulle kunna härledas till kompaktering. Det enda som kan antas är att marken på grund av den uppmätta kompakteringen bör lida av syrebrist. Bristen på syre kan sedan förmodas ha de effekter på tillgängliga näringsämnen som beskrivs i litteraturen (Shierlaw and Alston 1984, Horn, Domial et al. 1995, Lipiec and Stępniewski 1995, Ruser, Flessa et al. 2006).

På grund av den försämrade infiltrationsförmågan som innehas av flera växtbäddar kan slutsatsen också dras att växtbäddarna troligen lider av vattenbrist i perioder. Denna vattenbrist bör resultera i sådan näringsbrist kopplad till vattentillgången som redogörs för i litteraturstudien (Shierlaw and Alston 1984, Lipiec and Stępniewski 1995, Gardiner 2003).



Den höga penetrationsresistansen och därmed det höga motståndet för trädens rötter har troligen den tidigare beskrivna effekten på rötternas utbredningsförmåga (Craul 1992). Detta bör troligen också ha en effekt på tillgängliga näringsämnen för träden längs Vattenverksvägen (Lipiec and Stępniewski 1995).

#### 4.3.2.3 Biologiska

Inga studier gjordes under detta arbete på markorganismer i växtbäddarna längs Vattenverksvägen, därför kan ingen exakt beskrivning ges på hur det biologiska livet ser ut i dessa jordar. Emellertid går det att dra troliga slutsatser genom att titta på växtbäddarnas kompaktering och refererad litteratur i ämnet.

Makroorganismer har visat sig kunna utstå viss kortvarig kompaktering (Curry, Doherty et al. 2008). De studerade växtbäddarna har emellertid högst troligen utsatts för kompaktering under ett flertal år, vilket bör räknas som en lång tidsperiod när markorganismer diskuteras. Det förekommer inte heller någon större kvantitet av födopåfyllning till makroorganismer i dessa växtbäddar vilket (Curry, Doherty et al. 2008) visade i sin studie kunde förhindra kompakteringens negativa effekter på en maskpopulation. Därför bör jordens makroorganismer i dessa växtbäddar sannolikt ha påverkats negativt av den höga penetrationsresistansen och den troliga låga syrenivån i jorden (Craul 1992, Gardiner 2003).

Inte många slutsatser kan dras av en eventuell påverkan på markens mikrobiella aktivitet i växtbäddarna, då det råder oklarhet i litteraturen hur mikroorganismer reagerar på kompaktering (Šantrůčková, Heinemeyer et al. 1993, Shestak and Busse 2005, Weisskopf, Reiser et al. 2010). Den effekt som kan förekomma i dessa växtbäddar är eventuellt en minskning av mykorrhizasvamp, då dessa är beroende av en god syrenivå i jorden (Entry, Reeves et al. 1996).

Växtbäddarna längs Vattenverksvägen saknar i det närmaste all markvegetation. Detta går att koppla till Coles (1987) studie av antal passeringar och dess resultat på bland annat vegetationstäcke och artdiversitet. I denna studie visar Cole att endast 15 passeringar per år gav en minskning av vegetationstäcket på 20%, en förlust av vegetationstäcket på 100% uppträdde efter 1200 passeringar/år (Cole 1987). Då vägarna längs växtbäddarna är så pass trafikerade är antalet passeringar förmodligen nära om inte överstigande 1200 passeringar/år. Detta samband stödjer tesen att antalet passeringar har en stor inverkan på en växtbädds vegetationstäcke.

#### 4.3.2.4 Konsekvenser för träden

Denna del avser besvara fallstudiens andra frågeställning.

Konsekvenserna för alléns träd som har frambringats av kompakteringen av växtbäddarna visades i fallstudiens inventering och okulära besiktning. Dessa undersökningar gjordes bara på synliga växtdelar och någon studie av trädens rotsystems eventuella gensvar på kompaktering utfördes alltså inte i denna studie.

De träd som i inventeringen visade på en dålig vitalitet stod ofta i en starkt kompakterad växtbädd. De tre träd som stod i växtbäddarna vid busshållplatsen (träd 17, 18 och 19)

visade på olika sätt effekterna av de rådande svåra markförhållandena. De två äldre träden uppskattades ha vitalitetsvärde 3 och ett av dessa träd (träd 19) hade döda grenar i en solbelyst del av kronan. På det andra av de äldre träden (träd 18) växte uppseendeväckande mycket skott från stambasen, vilket tyder på syrebrist i marken. Detta träd var dessutom ett av de träden med lägst stamomkrets i grupp C. Det tredje trädet som stod i nära anslutning till busshållplatsen var enligt inhämtad data bara 7 år gammalt och de eventuella effekterna av kompakteringen här visade sig bara med ett par skott från stambasen och ett vitalitetsvärde som uppskattades till 2. Då markbeläggningen inte verkar vara omgjord nyligen runt växtbädden kan slutsatsen dras att trädet som tidigare stod på platsen växte i en liknande växtbädd och på grund av dåliga markförhållanden dog och sedan byttes ut.

Jämförelsen av krontätheten för grupp A och B visade att träden i grupp A hade en kortare skotttillväxt och inventeringen visade även att träden i grupp A hade en generellt kortare stamomkrets. Denna information visar på en sämre tillväxt hos träden i grupp A, vilket står i kontrast till deras högre ålder men korrelerar med den antagna högre nivå av kompaktering i gruppens växtbädd.

Dessa återkommande exempel på dålig vitalitet och försämrad tillväxt stämmer väl överens med tidigare studier och beskrivningar av kompakteringens effekter på träd som refereras i litteraturstudien (Sheriff and Nambiar 1995, Fleming, Leblanc et al. 2014, Sjöman, Slagstedt et al. 2015).

#### 4.4 Lösningsförslag

Denna del avser besvara fallstudiens tredje frågeställning.

Information som kunde fås fram om Malmö stads arbete kring allén längs Vattenverksvägen i Kirseberg var begränsad. Slutsatsen som kan dras från arbetets fallstudie är emellertid att vitalisering av träden eller åtgärder av växtbäddarna ej har prioriterats i alla fall de senaste åren. Detta bekräftades också av Tim Delshammar (Delshammar 27/1-2017) som menade på att inriktningen på vitalisering som Malmö stad hade för ca 10 år sedan inte verkar ha givits samma fokus de senaste 6-7 åren. Relativt nyplanterade träd upptäcktes i mycket kompakterade växtbäddar och stor sannolikhet är att träd som tidigare stått på platsen har dött som ett resultat av växtbäddens antagna kompaktering. Detta stärker bilden av att problemet kring kompaktering inte verkar uppmärksammas och då inte heller åtgärdas vid nyplanteringar.

Forskningen på åtgärder till kompakterad mark i urban miljö för en redan etablerad växtlighet har under detta arbete upplevts som begränsad. Det som går att utröna från litteraturen är att det inte är enkelt att återge en bra struktur till en kompakterad mark, och att en konstgjort luckrad mark innehar ett flertal brister så som en större risk för att åter kompakteras (Craul 1992, Horn, Domial et al. 1995, Jim 1998, Kozlowski 1999).

Lösningen att mekaniskt luckra en jord används främst vid nyplantering (Craul 1992, Layman, Day et al. 2016, Schwartz and Smith 2016) då etablerad växtlighet utgör hinder och risken för skador på rotsystem är överhängande. En metod som är möjlig att utföra i etablerade växtbäddar är att byta ut jorden med en vakuumsug (Stål 1999). Detta är emellertid en kostsam metod och då kompaktering ofta är ett vanligt förekommande problem i stadsmiljö

(Jim 1998, Slagstedt, Gustavsson et al. 2015) är det förståeligt att kommuner inte kan utföra detta på alla drabbade växtbäddar.

En naturlig luckring av marken har en större möjlighet att resultera i en stabil markstruktur (Craul 1992, Devigne, Mouchon et al. 2016). Millward, Paudel et al.s (2011) studie av så kallad naturalisering bekräftar detta. Studien gav goda resultat på markstrukturen efter 6 år. Naturliga processer är emellertid beroende av flera olika svårkontrollerbara faktorer och är därmed i helhet svåra att kontrollera. Detta kan innebära att naturliga åtgärder till kompaktering så som naturalisering kan vara besvärligt att etablera i en kommuns skötselplaner. Att endast påföra ett lager kompost på 7,5cm visade sig i Schwartz och Smiths (2016) studie inte förbättra kompakteringsstörd mark nämnvärt. Layman, Day et al.s (2016) studie visade att inblandning av kompost endast förbättrade en mark när den integrerades på ett djup av 60cm.

Det optimala för de svårast kompakterade fallen av växtbäddarna längs Vattenverksvägen hade varit att byta ut jorden helt med en vakuumsug. Detta hade hävt den nuvarande kompakteringen och förhoppningsvis de effekter den har på alléns träd. Ifall detta anses vara för kostsamt kan någon form av naturalisering utföras. Möjligheten att försöka påskynda en naturalisering är som sagt svårt genom påförande och grund integrering av biologiskt material (Layman, Day et al. 2016, Schwartz and Smith 2016). Ett lager av biologiskt material på markytan kan emellertid minska effekten av vidare kompaktering genom att agera stötdämpande (Cole 1987, Craul 1992).

Det allra viktigaste på denna plats är emellertid att förhindra vidare kompaktering. För att marken ej ska utsättas för risken att åter kompakteras behöver framtida gångtrafik över växtbäddarna begränsas så mycket det är möjligt. Detta skulle kunna lösas med ett lagom högt stängsel. Ett stängsel kan emellertid innebära en snubbelrisk för gångtrafikanterna i området, ifall det inte är tillräckligt högt och synligt.

Ett annat sätt att minimera gångtrafiken över växtbäddarna skulle kunna vara att plantera någon form av undervegetation. Detta skulle förhoppningsvis göra det mindre lockande att gena över växtbäddarna för gångtrafikanter i området. I detta fall är det viktigt att vegetationen lyckades etablera sig och därför bör gångtrafiken över växtbäddarna begränsas fram till en god etablering uppnåtts. Ifall undervegetationen lyckades etablera sig skulle denna också kunna främja en återluckring av eventuellt kompakterad mark och agera som ett stötdämpande lager. En sådan undervegetation skulle kunna vara en gräsblandning eller liknande tålig vegetation.

De träd som tolkades lida starkast av kompakteringen var träden som växte i anslutning till en busshållplats. Då utformningen på busshållplatsen gör att trädens växtbäddar naturligt används som på- och avstigningsplats kommer en begränsning av gångtrafiken vara i princip omöjlig fram tills hållplatsen byggs om i en annan utformning. Vid en sådan ombyggnation bör trädens växtbäddar på något sätt skyddas från gångtrafiken eller helt enkelt tas bort från platsen, då förhållandena här är så pass ogynnsamma.

## 5. Slutsats

Detta arbete har övergripande beskrivit kompaktering i urban miljö genom att undersöka relevant litteratur och kopplat detta till en fallstudie av en allé i Malmö. Fallstudien visade att olika grader av kompaktering rådde i området och att uppmätt kompaktering i de flesta fall syntes tydligt på de påverkade träden. Då bara ett fåtal undersökningar av marken kunde utföras i detta arbete kunde det inte fastställas ifall alla effekter av kompaktering i området överensstämde med litteraturen. Slutsatser kunde emellertid dras från att undersöka trädens tillstånd, vilket visade på en sämre tillväxt och vitalitet för de träd som var påverkade av en kompakterad växtbädd. Detta gensvar från träden överensstämmer med refererad litteratur.

Det upplevdes som svårt att hitta relevanta lösningar för kompakterade växtbäddar med etablerade träd. De flesta lösningar var istället preventiva och fungerar bara i växtbäddar utan växtmaterial.

Den slutgiltiga slutsatsen som kan dras från detta arbete är att framtida forskning inom detta område behövs. Dels ingående forskning på de effekter kompaktering har i urban miljö men främst forskning med inriktningen på vitalisering av träd och återluckring av kompakterade jordar med etablerat växtmaterial.

## Referenser

- Alveteg, M. (2013). Handbook : Physical properties, correlations and equations in chemical engineering. Lund, Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering.
- Amrein, D., et al. (2005). "Disturbance of suburban Fagus forests by recreational activities: Effects on soil characteristics, above-ground vegetation and seed bank." Applied Vegetation Science **8**(2): 175–182.
- Andres-Abellan, M., et al. (2005). "Impacts of visitors on soil and vegetation of the recreational area "Nacimiento del Rio Mundo" (Castilla-La Mancha, Spain)." Environmental Monitoring and Assessment **101**(1): 55-67.
- Beven, K. and P. German (1982). "Macropores and Water Flow in Soils." Water resources research **18**(5): 1311-1325.
- Cogger, C. G. (2005). "Potential Compost Benefits for Restoration Of Soils Disturbed by Urban Development." Compost Science & Utilization **13**(4): 243-251.
- Cole, D. N. (1987). "Effects of three seasons of experimental trampling on five montane forest communities and a grassland in Western Montana, USA." Biological conservation **40**(3): 219-244.
- Craul, P. J. (1992). Urban soil in landscape design. New York, Wiley.
- Curry, J. P., et al. (2008). "Relationships between earthworm populations and management intensity in cattle-grazed pastures in Ireland." Applied Soil Ecology **39**(1): 58-64.
- Delshammar, T. (27/1-2017). Mailkonversation "Kandidatarbete, kompaktering". S. Ignell.
- Devigne, C., et al. (2016). "Impact of soil compaction on soil biodiversity – does it matter in urban context?" Urban Ecosystems **19**(3): 1163-1178.
- Eliasson, A. (2013). Kvantitativ metod från början. Lund, Studentlitteratur.
- Entry, J. A., et al. (1996). "Influence of compaction from wheel traffic and tillage on arbuscular mycorrhizae infection and nutrient uptake by Zea mays." Plant and soil **180**(1): 139-146.
- Eriksson, J. (2011). Marklära. Lund, Studentlitteratur.
- Eriksson, J., et al. (2005). Wiklanders marklära. Lund, Studentlitteratur.
- Fisher, H. M. and E. L. Stone (1990). "Active Potassium Uptake by Slash Pine Roots From O2-depleted Solutions." Forest science **36**(3): 582-598.
- Fleming, R. L., et al. (2014). "Effectsof biomass harvest intensity and soil disturbance on jack pine stand productivity: 15-year results." Canadian Journal of Forest Research **44**(12): 1566-1574.

- Gardiner, D. T. (2003). Soils in our environment. Upper Saddle River, NJ, Prentice Hall.
- Gatukontoret (2005). Trädplan för Malmö. Malmö stad, Malmö centraltryckeri.
- Gregory, J. H., et al. (2006). "Effects of Urban Soil Compaction on infiltration rate." Journal of Soil and Water Conservation **61**(3): 117-124.
- Harrison-Kirk, T., et al. (2015). "Compaction influences N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> emissions from 15N-labeled synthetic urine in wet soils during successive saturation/drainage cycles." Soil Biology and Biochemistry **88**: 178-188.
- Horn, R., et al. (1995). "Soil compaction processes and their effects on the structure of arable soils and the environment." Soil and Tillage Research(35): 23-36.
- Jim, C. Y. (1998). "Physical and chemical properties of a Hong Kong roadside soil in relation to urban tree growth." Urban Ecosystems(2): 171-181.
- Johnson, A. I. (1963). A Field Method for Measurement of Infiltration. Geological Survey Water-Supply Paper. U.S. Geological Survey, United States Government Printing Office.
- Kays, S. J., et al. (1974). "Ethylene in relation to the response of roots to physical impedance." Plant and soil **40**(3): 565-571.
- Kissling, M., et al. (2009). "Short-term and long-term effects of human trampling on above-ground vegetation, soil density, soil organic matter and soil microbial processes in suburban beech forests." Applied Soil Ecology **42**(3): 303-314.
- Kozlowski, T. T. (1999). "Soil compaction and growth of Woody Plants." Scandinavian journal of forest research(14): 596-619.
- Kumar, R. (2005). Research methodology : a step-by-step guide for beginners. Thousand Oaks, Calif. ;, SAGE.
- Kuss, F. R. and C. N. Hall (1991). "Ground flora trampling studies: Five years after closure." Environmental Management **15**(5).
- Layman, R. M., et al. (2016). "Below ground matters: Urban soil rehabilitation increases tree canopy and speeds establishment." Urban Forestry & Urban Greening **16**: 25-35.
- Li, B., et al. (2016). "Effects of biological soil crusts on water infiltration and evaporation Yanchi Ningxia, Maowusu Desert, China." International Journal of Sediment Research **31**(4): 311-323.
- Lipiec, J. and W. Stepniewski (1995). "Effects of soil compaction and tillage systems on uptake and losses of nutrients." Soil and Tillage Research(35): 37-52.
- Maimor, A. and H. Grip (1990). "Soil disturbance and loss of infiltrability caused by mechanized and manual extraction of tropical

rainforest in Sabah, Malaysia." Forest Ecology and Management(38): 1-12.

Malmöstad (13/4-2015). "Befolkning per stadsområde." Retrieved 21/3-2017.

Merriam, S. B. and B. Nilsson (1994). Fallstudien som forskningsmetod. Lund, Studentlitteratur.

Millward, A. A., et al. (2011). "Naturalization as a strategy for improving soil physical characteristics in a forested urban park." Urban Ecosystems **14**(2): 261-278.

Mulholland, B. J., et al. (1996). "Effect of soil compaction on barley (*Hordeum vulgare* L.) growth

I. Possible role for ABA as a root-sourced chemical signal." Journal of Experimental Botany **47**(297): 539-549.

Paulsson, T. (2008). Infiltration i vägslänt - Undersökning av infiltrationsförmågan i en vägslänt längs E4/E20 i Salems kommun. Land and water resources engineering, Kungliga tekniska högskolan. **Masternivå**.

Pižl, V. and J. Schlaghamerský (2007). "The impact of pedestrian activity on soil annelids in urban greens." European Journal of Soil Biology **43**: S68-S71.

Ruser, R., et al. (2006). "Emission of N<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub> and CO<sub>2</sub> from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting." Soil Biology and Biochemistry **38**(2): 263-274.

Sandell, B. (15/2-2017). Mailkonversation "TIP". S. Ignell.

Šantrůčková, H., et al. (1993). "The influence of soil compaction on microbial biomass and organic carbon turnover in micro-and macroaggregates." Geoderma **56**(1-4): 587-598.

Schwartz, S. S. and B. Smith (2016). "Restoring hydrologic function in urban landscapes with suburban subsoiling." Journal of Hydrology **543**: 770-781.

Sheriff, D. W. and E. K. S. Nambiar (1995). "Effect of Subsoil Compaction and Three Densities of Simulated Root Channels in the Subsoil on Growth, Carbon Gain and Water Uptake of *Pinus radiata*." Australian Journal of Plant Physiology(22): 1002-1013.

Shetak, C. J. and M. D. Busse (2005). "Compaction Alters Physical but Not Biological Indices of Soil Health." Soil science society of america journal **69**(1): 236-246.

Shierlaw, J. and A. M. Alston (1984). "Effect of soil compaction on root growth and uptake of phosphorus." Plant and soil **77**(1): 15-28.

Singer, M. J. and D. N. Munns (2002). Soils : an introduction. Upper Saddle River, N.J., Prentice Hall.

Sinnett, D., et al. (2008). "Soil penetration resistance and tree root development." Soil Use and Management **24**(3): 273-280.



- Sjöman, H., et al. (2015). Träd i urbana landskap- kap. Naturen som förebild. Lund, Studentlitteratur.
- Slagstedt, J., et al. (2015). Träd i urbana landskap- kap. Förstå jorden. Lund, Studentlitteratur.
- SMHI (2017-02-19). "Öppna data-meteorologiska observationer Published at: <http://opendata-download-metobs.smhi.se/explore/>." Retrieved 2017-02-19.
- Stål, Ö. (1999). "Vakuumtekniken som schaktningsmetod." Trädbladet(1): 11-14.
- Supuka, J., et al. (2009). "Soil compaction in urban parks and green spaces of the nitra city as a favourable growth criterion for woody plants." Ekologia **28**(3): 269-276.
- Tang, A. M., et al. (2011). "A study on the air permeability as affected by compression of three French soils." Geoderma **162**(1-2): 171-181.
- Weisskopf, P., et al. (2010). "Effect of different compaction impacts and varying subsequent management practices on soil structure, air regime and microbiological parameters." Soil and Tillage Research **111**(1): 65-74.

# Bilagor

## Bilaga 1-Trädinventeringsprotokoll

trädgrupp	Trädd	planteringsår	ålder (curio)	kommentar	Marktyp	vitalitet	kommentar	omkrets	diameter	höjd	rothallskott	stamskott
A	1	2006	11		grus	1		45	14,3		n	n
A	2	2006	11		grus	1		39	12,4		n	j
A	3	2006	11		grus	1		50	15,9		j	j
A	4	2006	11		grus	2		48	15,3		j	j
A	5	2006	11		grus	2		46,5	14,8		j	j
A	6	2006	11		grus	1		52	16,6		j	j
A	7	2006	11		grus	2		43,5	13,8		j	n
A	8	2006	11		grus	2		43	13,7		j	j
B	9	2008	9		grus	2		48	15,3		j	n
B	10	2008	9		grus	1		48,5	15,4		n	n
B	11	2008	9		grus	1		48	15,3		n	n
B	12	2008	9		grus	1		47	15,0		n	n
B	13	2008	9		grus	2		42	13,4		n	j
B	14	2008	9		grus	1		53	16,9		Jamikt	n
B	15	2008	9		grus	1		52	16,6		j	j
B	16	2008	9		grus	2		48	15,3		n	n
C	17	2010	7		grus	2	komptering-bushällsplat	24	7,6		j	n
C	18	1990	27		grus	3	komptering-bushällsplat	76	24,2		Jamikt	n
C	19	1990	27		grus	3	komptering-bushällsplat	81,5	25,9		j	n
C	20	1990	27	egentligen nyplanterad	grus	1		35	11,1		n	n
C	21	1990	27		grus	1		96	30,6		j	j
C	22	1990	27		grus	2		84	26,7		n	j
C	23	1990	27		grus	2		109,5	34,9		j	n
C	24	1990	27		grus	2		90	28,6		j	n
C	25	1990	27		grus	2		80,5	25,6		n	n
C	26	1990	27		grus	1		99	31,5		j	n
C	27	1990	27		grus	1		99	31,5		j	n
C	28	1990	27		grus	1		109	34,7		j	j
C	29	1990	27		grus	2		92	29,3		Jamikt	n
C	30	1990	27		grus	1		120	38,2		n	j
C	31	1990	27		grus	2		90	28,6		n	n
C	32	2007	10		grus	1		44	14,0		n	n
C	33	1990	27		grus	3		96,5	30,7		j	n
C	34	1990	27	egentligen nyplanterad	grus	1		23	7,3		n	n
C	35	1990	27		grus	2		72	22,9		Jamikt	n
C	36	1990	27		grus	2		116	36,9		n	j

## Bilaga 2-Protokoll över infiltrationstester

Minuter	A1	A2	A3	B1	B2	B3
0	17	17	17	17	17	17
1	14,9	14	14,8	16,2	16,9	16,7
2	13,7	12	14	16	16,7	16,3
3	12,7	10,5	13	15,2	16,5	16
4	11,8	9	12,1	15,2	16,2	15,9
5	10,9	7,5	11,6	15	16	15,7
6	9,5	6	11	14,8	15,9	15,5
7	8,5	5	10,2	14,5	15,5	15,4
8	7,8	3,8	9,7	14,2	15,4	15,2
9	7	2,8	9,2	14	15,2	14,9
10	6,3	1,7	8,5	14	15	14,7
11	5,2	0,5	8	13,9	14,9	14,6
12	4,5	0	7,7	13,7	14,7	14,4
13	3,5		7	13,4	14,5	14,2
14	2,8		6,5	13,2	14,3	14,1
15	2,5		6	13	14,2	14
Snitt cm/min	0,97	1,13	0,73	0,27	0,19	0,20

## Bilaga 3-Protokoll över penetrationstester

	Testhå 1	Testhå 2	Testhå 3	Testhå 4	Testhå 5	Testhå 6	
A1	220	220	450	400	500	520	
A2	420	500	420	420	300	520	
A3	500	450	420	410	420	470	
snitt	380	390	430	410	407	503	
B1	420	435	400	250	320	420	
B2	450	420	400	320	320	420	
B3	420	420	410	400	420	470	
snitt	430	425	403	323	353	437	
C1	520	520	500	420	435	520	
C2	520	520	500	450	400	500	
C3	520	520	470	520	500	-	
C4	520	520	320	320	230	450	
C5	320	450	350	400	230	420	
C6	520	470	450	350	450	470	
C7	500	500	420	410	435	500	
C8	520	520	500	500	500	-	
C9	500	500	420	420	420	-	
C10	500	520	470	420	400	-	
C11	470	450	450	420	420	520	
C12	435	520	435	420	420	450	
C13	500	470	420	450	450	520	
C14	520	520	470	500	435	420	
C15	450	470	400	420	435	450	
C16	470	450	500	500	500	520	
C17	520	470	435	500	435	500	
C18	500	520	520	500	520	520	
snitt	489	495	446	440	423	483	